

УДК 574.55:574.64

**ОСОБЛИВОСТІ ПРОДУКЦІЙНО-ЕНЕРГЕТИЧНОГО ПІДХОДУ  
В ЕКОЛОГО-ТОКСИКОЛОГІЧНИХ ЕКСПЕРИМЕНТАХ НА РИБАХ**

***Н.І. Корево<sup>1</sup>, В.П. Гандзюра<sup>2</sup>***

<sup>1</sup>Житомирський державний університет імені Івана Франка, вул. В. Бердичівська, 40, Житомир, 10008, Україна

<sup>2</sup>Київський національний університет імені Тараса Шевченка, вул. Володимирська, 64, Київ, 01033, Україна

Послідовне застосування продукційно-енергетичного підходу дозволило нам вийти на кількісний рівень оцінки стану якості середовища для риб та їхніх популяцій за змінами інтенсивності та ефективності трансформації енергії. Це уможливило кількісну оцінку ступеня адекватності середовища особливостям організму риб за їх найвагомішими продукційними показниками. При цьому слід підкреслити, що продукційно-енергетичні параметри достатньо повно характеризують співвідношення ентропійних і негентропійних процесів у біосистемах [3], а відтак щонайповніше віддзеркалюють умови їх існування за ступенем адекватності середовища особливостям живої матерії. За цих обставин як функцію благополуччя біосистем слід розглядати потужність енергетичного потоку через них та ефективність функціонування біосистем як трансформаторів енергії. Саме в цьому знаходить свій прояв притаманна біосистемам властивість до максимізації своєї біомаси (і нагромадженої у ній енергії) на одиницю потоку доступної енергії. Продукційно-енергетичний підхід дозволяє підійти до кількісної оцінки “енергетики середовища” за ступенем його відповідності енергетиці біологічних систем будь-якого рівня організації, уможливлюючи оцінку як стану середовища, так і стану самих біосистем за змінами ентропії [1-3].

За умов різного ступеня антропогенного навантаження змінюється енергетика середовища в цілому, і одним із найбільш адекватних підходів до її кількісної оцінки є характеристика енергетики біосистем, у першу чергу структури їхнього енергетичного балансу, інтенсивності та ефективності продукційно-енергетичних процесів [1, 4]. Використання енергетичних еквівалентів у біопродукційних дослідженнях екосистем різного рівня токсичного забруднення вперше уможливорює кількісне порівняння стану якості середовища для різних біосистем, відкриває можливість визначення ємності середовища як для окремих популяцій, так і для угруповань [4].

Що ж до співвідношення травного обміну до стандартного за умов токсифікації середовища, а також питання про величину раціону за токсичного забруднення середовища важкими металами та проблеми ефективності трансформації речовини і енергії, то ці питання лишалися практично не висвітленими в науковій літературі, що не дозволяло прогнозувати зрушення у структурі енергетичного балансу організмів і популяцій за умов різного ступеня токсифікації середовища, а також отримувати реальні біопродукційні показники при розрахунках складових біопродукційного процесу в умовах різного ступеня антропогенного навантаження.

Зміна якості середовища (зокрема, рівня його токсичності) істотно впливає на продукційно-енергетичні параметри біосистем. Проте цей вплив може знаходити свій прояв як у зміні величини потоку енергії через біосистему, так і у змінах ефективності трансформації нею енергії. Водночас за значного енергопотoku через біосистему часто спостерігається істотне зрушення у показниках ефективності її використання. У деяких випадках ефективність трансформації енергії змінюється не суттєво на тлі значних змін інтенсивності енергопотoku. Використання продукційно-енергетичних параметрів як функції благополуччя біосистем дозволяє кількісно оцінити відмінності у стані середовища за відхиленням біопродукційних параметрів від значень, притаманних даним біосистемам за оптимальних (чи за відсутності токсичних ефектів) умов середовища.

В основі розвитку патологічного процесу завжди лежать одні й ті ж порушення ферментних реакцій. Реакція ферментних систем на дію йонів важких металів має тканинну специфіку та залежить від концентрації токсиканта у водному середовищі. За інтоксикації риб важкими металами відбуваються однотипні зміни в активності молекулярних форм ферментів човникового механізму. Висока активність ГДГ і АсАТ забезпечує активну роботу мітохондріальної частини малатного човникового механізму [4-6]. При погіршенні якості природних вод унаслідок антропогенних впливів (фізичних, біогенних, хімічних) зазвичай змінюється стан і структура екологічних систем водойм. За загальними закономірностями трансформації й використання речовини і енергії їжі рибами на основі відхилень від цих закономірностей можна з достатнім ступенем вірогідності говорити про якісні зміни у стані водного середовища й гідроекосистем. Слід відзначити, що багатократно встановлена нами закономірність – істотне зростання стандартного обміну риб за токсичного впливу важких металів водного середовища є не чим іншим, як реакцією на токсичний вплив, що вимагає додаткових енерговитрат для підтримання гомеостазу. І це в той час, як провідними токсикологами лише висловлене припущення про додаткові енергетичні витрати на детоксикацію і виживання за токсичного забруднення водойм.

На основі проведених експериментів встановлено [5, 6], що за дії стрес-факторів, якими виступають йони важких металів, відбувається перебудова метаболічних процесів, які спрямовані на забезпечення адаптаційно-компенсаторних механізмів на підтримку гомеостазу в організмі. Встановлені нами суттєві зміни як окремих складових енергетичного балансу риб, так і його структури в цілому за підвищеного рівня важких металів у водному середовищі свідчать про можливість і доцільність використання значень структури енергетичного балансу риб для характеристики стану середовища їх мешкання. Шестивалентний хром, нікель і свинець істотно впливають на всі досліджені параметри організмів і їх популяцій, викликаючи глибокі порушення метаболічних

процесів, розбалансування метаболічних процесів. Суттєві зміни біопродукційних показників (істотні коливання темпів росту, ефективності трансформації речовини і енергії) свідчать, з одного боку, про розбалансування системи в цілому, а з іншого – про ступінчатий характер пристосувальних адаптацій організмів до нової токсикологічної ситуації, що узгоджується з літературними відомостями з цього питання [5].

Причому встановлені нами загальні закономірності токсичного впливу підвищеного рівня важких металів водного середовища знаходять свій прояв як на рівні організму так і на рівні популяції. У частині експериментів нами встановлено зростання питомої швидкості росту і ефективності трансформації речовини й енергії за умов підвищених концентрацій (від 1 до кількох десятків ГДК) хрому й свинцю. Причому стимулюючий ефект зберігався протягом усього періоду дослідження, а не лише на його початку, як це має впливати із загальної теорії з адаптаційного синдрому.

Це питання потребує подальшого вивчення, оскільки швидкість відповіді системи пов'язана з концентрацією діючої речовини. Зростання концентрації зазвичай скорочує термін настання реакції-відповіді. Найшвидші індивідуальні реакції на токсичні впливи одних й тих же концентрацій реєструються у “простих” організмів – водоростей і інфузорій. Час настання таких реакцій обмежується годинами й добами. Добами вимірюється прояв реакцій-відповідей у гідр, дафній і риб за фізіолого-біохімічними параметрами. Тижнями оцінюються загальнобіологічні реакції на токсичність у дафній, риб, вищих водяних рослин, популяційні зміни в культурах водоростей. І це за умов, коли концентрації токсиканта в 10-100 разів перевищують ті, які рекомендовані як ГДК, обґрунтовані комплексними дослідженнями [7].

#### *Література*

1. Гандзюра В.П. Продуктивність біосистем за токсичного забруднення середовища важкими металами. – К., ВГЛ „Обрії”, 2002. – 248 с.
2. Гандзюра В.П. // Вплив величини доступної біосистемі енергії на силу прояву токсичних ефектів (за біопродукційними показниками гідробіонтів) // Наук. зап. Тернопільського держ. пед. ун-ту ім. В. Гнатюка. Серія: Біологія. – 2003. – №3 (22) – С. 53-64.
3. Гандзюра В.П. Оцінка рівня забруднення середовища за змінами ентропії системи // Доповіді НАНУ. – 2003. – №6. – С. 157–162.
4. Гандзюра В.П., Грубінко В.В. Поняття шкодочинності в екології // Наукові записки Тернопільського національного педагогічного університету ім. Володимира Гнатюка. Серія: Біологія. – 2007. – № 1 (31). – С. 11-31.
5. Грубінко В.В. Системна оцінка метаболічних адаптацій у гідробіонтів // Наукові записки Тернопільського держ. пед. ун-ту ім. В. Гнатюка. Серія: Біологія, № 4(15). – Спеціальний випуск: Гідроекологія. – 2001. – С. 36-39.
6. Курант В.З. Роль білкового обміну в адаптації риб до дії іонів важких металів: Автореф. дис. докт. біол. наук (03.00.10 – іхтіологія) – К., Ін-т гідробіології НАН України, 2003. – 38 с.
7. Лукьяненко В.И., Карпович Т.А. Биотестирование на рыбах / Методические рекомендации/ – АН СССР, 1989. – 96 с.